Ecología Austral 21:000-000. Agosto 2011
Asociación Argentina de Ecología

Revisión

Elementos conceptuales y metodológicos para la Evaluación de Impactos Ambientales Acumulativos (EIAAc) en bosques subtropicales. El caso del este de Salta, Argentina

José M. Paruelo[1,2,3, ✉]; Santiago R. Verón[4]; José N. Volante[5]; Lucas Seghezzo[6]; María Vallejos[2,3]; Sebastián Aguiar[2,7]; Laura Amdan[2,7]; Pablo Baldassini[2,7]; Lucía Ciuffolif[2,7]; Natalia Huykman[2,7]; Bárbara Davanzo[7]; Eliana González[7]; Jennifer Landesmann[7] & Daniela Picardi[7]

1. Facultad de Agronomía (UBA), Laboratorio de Análisis Regional y Teledetección, IFEVA, CONICET, Departamento de Métodos Cuantitativos y Sistemas de Información. Ciudad de Buenos Aires, Argentina.

2. Laboratorio de Análisis Regional y Teledetección.

3. Departamento de Métodos Cuantitativos y Sistemas de Información.

4. Instituto de Clima y Agua. INTA Castelar.

5. INTA EEA Salta.

6. CONICET, Instituto de Investigación en Energía No Convencional (UNSa).

7. Licenciatura en Ciencias Ambientales, Facultad de Agronomía (UBA).

Resumen. En el norte argentino se ha producido una fuerte expansión agropecuaria a costa del desmonte de bosques xerofíticos. En la Provincia de Salta, entre 1977 y 2008 se desmontó 26% del total de bosques existentes. A fines de 2007, frente a la inminente sanción de la Ley Nº 26331 de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos, se registra el valor más alto de la historia con una tasa de desmonte de 2.1%. Frente a esta situación, comunidades originarias y criollas del este de Salta presentaron un recurso de amparo a la Corte Suprema de Justicia de la Nación, la cual solicitó a esta provincia la elaboración de una Evaluación de Impacto Ambiental Acumulativo (EIAAc) de los procesos de tala y desmonte en 4 departamentos. Los objetivos de este trabajo son proponer un marco conceptual para la EIAAc en el este de Salta y presentar evidencias y metodologías disponibles para la caracterización de esos impactos a partir de datos propios y de la literatura. El marco conceptual propuesto se basa en la cuantificación de los cambios en los niveles de provisión de servicios ecosistémicos (SE) en función de los factores de estrés y perturbación más importantes. Se analizaron los efectos del desmonte sobre cuatro SE clave: dinámica del C, balance de energía y emisión de gases con efecto invernadero (GEI), dinámica del agua y estructura del paisaje. Los desmontes generan emisiones de C superiores a 20 Gg C/año, disminuciones en la reflectancia de 1.1 watt/m^2, emisiones de 2000 t de CH_4, 200 t de N_2O y 4400 TJ de energía radiativa por fuegos, aumentos del riesgo de salinización de suelos y fragmentación del paisaje. La consideración de estos aspectos provee elementos objetivos para la evaluación de alternativas de manejo y la elaboración de planes de seguimiento. Esto plantea no sólo desafíos técnicos sino también institucionales y políticos.

[Palabras clave: deforestación, evapotranspiración, fragmentación del paisaje, ganancias de carbono, gases efecto invernadero, cambio en el uso del suelo]

✉ Facultad de Agronomía (UBA), Laboratorio de Análisis Regional y Teledetección, IFEVA, CONICET, Departamento de Métodos Cuantitativos y Sistemas de Información. Av. San Martín 4453, (C1417DSE) Ciudad de Buenos Aires, Argentina.
paruelo@agro.uba.ar

Recibido: 13 de julio de 2010; Fin de arbitraje: 18 de noviembre de 2010; Revisión recibida: 14 de diciembre de 2010; Aceptado: 21 de marzo de 2011

Abstract. **Conceptual and Methodological Elements for Cumulative Environmental Effects Assessment (CEEA) in Subtropical Forests. The Case of Eastern Salta, Argentina:** Northern Argentina experienced an unprecedented deforestation rate of xerophitic forests as a consequence of agricultural expansion. In the Province of Salta, 26% of the forest were removed between 1977 and 2008. At the end of 2007, just before the No. 26331 Law of Native Forest Protection was voted by the Congress, the highest annual rate of deforestation was registered, reaching a value of 2.1%. Regarding this situation, indigenous people of Eastern Salta along with the "criollos" (local small ranchers) appealed to the National Supreme Court of Justice for legal protection. The Court requested the province to elaborate a Cumulative Environmental Effects Assessment (CEEA) regarding the process of logging and deforestation in four departments of Salta Province (San Martín, Rivadavia, Santa Victoria, and Orán). The aim of this work is to present a conceptual framework to conduct a CEEA in eastern Salta and to present the evidences and existing methodologies to characterize the impacts of deforestation. The conceptual framework suggested depends on the quantitative characterization of the changes in the provision level of key ecosystem services as a function of the stress and/or disturbance level (in this case deforestation). Based on the literature and our own data, the effects of deforestation on four key ecosystem services have been assessed: C dynamics, energy balance and greenhouse gases emissions, water dynamics and landscape structure. Deforestation produced emissions of 2000 t of CH_4, 200 t of N_2O, above 20 Gg of C/year, a 1.1 watt/m^2 reduction in reflected radiation and 4400 TJ radiative energy emissions caused by deforestation fires, increases in the risk of soil salinization and landscape fragmentation. Considering these aspects of the structure and functioning of the ecosystems provides objective elements to evaluate management alternatives and to elaborate monitoring programmes. To consider such management and monitoring alternatives arises technical challenges but also institutional and political ones.

[Keywords: deforestation, evapotranspiration, landscape fragmentation, carbon gains, greenhouse gases, land use change]

Introducción

En el noroeste argentino (NOA) se ha producido una expansión agrícola localizada principalmente en los bordes de los bosques xerofíticos del Chaco Semiárido (Grau et al. 2005). Las áreas desmontadas son dedicadas a cultivos anuales (en particular, soja) y forrajeros perennes. La agricultura industrial implementada ha sido muy exitosa en incrementar la producción de alimentos. Sin embargo, la expansión agropecuaria afecta la capacidad de los ecosistemas de proveer servicios ecosistémicos (SE), es decir, los aspectos de los ecosistemas (estructuras y procesos) utilizados de manera activa o pasiva para generar bienestar humano (Boyd & Banzhaf 2007; Fisher et al. 2009). En general, los SE carecen de valor de mercado y son de apropiación pública. De estos servicios derivan beneficios para los humanos, entre los cuales la producción de bienes agrícolas es una de los más importantes. Por otro lado, la expansión de la frontera agropecuaria representa una amenaza directa para algunos pueblos indígenas y criollos, provocando el desalojo de comunidades y eliminando el hábitat que ocupan.

La Ley de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos Nº 26331 del año 2007 estableció que las provincias debían realizar, mediante un proceso participativo, un ordenamiento del territorio ocupado por bosques nativos en el plazo máximo de un año. La inminencia de la sanción de esta ley provocó que la Provincia de Salta otorgase permisos para talar y/o desmontar 435000 ha adicionales (Leake & de Ecónomo 2008). Frente a esta situación un grupo de pobladores, comunidades indígenas y asociaciones criollas interpusieron un recurso de amparo. A raíz de este amparo, la Corte Suprema de Justicia de la Nación (CSJN) dispuso el cese provisional de los desmontes y talas en cuatro departamentos de esa provincia. La CSJN requirió tanto a la Provincia de Salta como a la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación la elaboración de un Estudio de Impacto Ambiental acumulativo (EIAAc) de los procesos de tala y desmonte de

los departamentos de San Martín, Rivadavia, Santa Victoria y Orán, de esta provincia.

La Evaluación de Impactos Ambientales Acumulativos supone una evaluación de los efectos de una determinada actividad acumulados en el tiempo y en el espacio. Si bien Europa, Canadá y EE.UU cuentan con normativas que prescriben la realización de este tipo de estudios (CEAA 1998, 1999; Court et al. 1994; European Commission 1999, 2000; ODPM 2005; Scottish Executive 2006) no existen protocolos estandarizados para llevarlos a cabo ni definiciones claras del alcance de este tipo de evaluación.

Los objetivos de este artículo son: (1) proponer un marco conceptual para la EIAAc en el este de Salta, y (2) presentar evidencias y metodologías disponibles acerca del impacto del desmonte sobre SE intermedios en el este de Salta y en sistemas de bosques xerofíticos similares a la zona de estudio.

Dadas las características de la requisitoria de la CSJN, limitamos nuestro estudio a la recopilación y análisis de información correspondientes a tres de los departamentos a los que se hace referencia en el recurso de amparo (se excluyó a Santa Victoria dado que la superficie de bosques xerofíticos en este departamento es mínima y no se registraron desmontes). A su vez, generamos una síntesis de trabajos publicados sobre estudios en sistemas similares a los bosques xerofíticos característicos de los departamentos del este salteño, con énfasis en las actividades de desmonte. Este artículo aborda una temática compleja e incorpora una serie de aspectos particulares, diferentes a los que constituyen la mayor parte de los artículos científicos. No se trata de una revisión en un sentido estricto sino de un documento que busca contribuir a una discusión, que está teniendo lugar al momento de su redacción, clave para el manejo de cuestiones ambientales en Argentina.

Área de estudio

El área de estudio incluye la porción este de Salta que comprende los bosques xerofíticos del Chaco Semiárido u Occidental. El énfasis está puesto en tres de los departamentos incluidos en la requisitoria de la CSJN (San Martín, Rivadavia y Orán), pero en gran medida los análisis son extensivos a otros departamentos del Chaco Salteño. Geomorfológicamente, el área se encuentra dentro de la unidad conocida como "Llanura Chaqueña", una amplia cuenca de sedimentación, de poca pendiente e interrumpida por la presencia de paleocauces que definen los únicos elementos del relieve (INTA 2009).

La vegetación autóctona comprende a los bosques xerofíticos y semicaducifolios del Chaco Semiárido, que se extiende desde el oeste de Chaco y Formosa hasta el este de Salta y Tucumán, incluyendo el noreste de Córdoba y la totalidad de Santiago del Estero. El régimen hídrico es de tipo monzónico (Bianchi et al. 2005). La precipitación media en el este de la zona de estudio varía entre 400 y 600 mm/año, mientras que hacia el oeste oscila entre 600 y 800 mm/año (INTA 2006). La temperatura media anual es 18 °C, la máxima 30 °C y la mínima 16 °C. La alta disponibilidad de energía produce también tasas elevadas de evapotranspiración, lo que determina que en ningún mes del año las lluvias superen a la evapotranspiración potencial (Bianchi et al. 2005).

Marco conceptual y metodológico para la EIAAc en el Este de Salta

Smit & Spaling (1995) definen la EIAAc (Cummulative Environmental Assessment, CEA, en inglés) como el proceso sistemático de análisis y evaluación de los cambios ambientales en un área o región dada en base a un análisis científico. Conesa Fernández-Vítora (2003) define al impacto ambiental acumulativo como "aquel efecto que, de prolongarse en el tiempo la acción del agente inductor, incrementa progresivamente su gravedad al carecer el medio de mecanismos de eliminación con efectividad temporal similar a la del incremento de la acción causante del impacto." Un desmonte, por ejemplo, puede

tener un impacto acumulativo relativamente reducido sobre muchos componentes ambientales si el predio desmontado se reforesta de inmediato. Por el contrario, si el suelo se deja sin cobertura y, además, se inician actividades que consolidan la acción del desmonte en el tiempo (e.g., agricultura, ganadería, urbanización, etc.), algunos impactos pueden aumentar de manera paulatina su gravedad hasta llegar al deterioro irreversible. En este sentido, la esencia de una EIAAc es el análisis temporal de los impactos que determinadas actividades pueden tener sobre el ambiente y la sociedad.

Además de la acumulación temporal es importante precisar la extensión de los impactos, es decir, su área de influencia. En algunos casos, el concepto de "acumulación espacial" se utiliza para indicar la suma del área de diversos emprendimientos (de igual o diferente índole) que se llevan a cabo de manera simultánea en un área determinada (Ramachandra et al. 2006). Como complemento natural del análisis espacial y temporal es necesario tener en cuenta los efectos sinérgicos (potenciación de dos o más efectos simples) que podrían generarse sobre algunos componentes específicos como consecuencia de la realización simultánea o próxima de desmontes aparentemente desconectados entre sí.

Smit & Spaling (1995) evalúan estas metodologías según una serie de requisitos que deberían ser satisfechos, a saber:

La "acumulación temporal" de efectos requiere que se considere una extensión temporal y frecuencia de observación acorde a la recurrencia de las principales perturbaciones y a la dinámica de la recuperación. En el caso de los bosques subtropicales debería considerarse, al menos, el tiempo involucrado en la sucesión secundaria (décadas)

La metodología debería considerar la "escala geográfica" de la perturbación para fijar los límites físicos del estudio, e identificar, a su vez, los cambios en los flujos de entrada y de salida del sistema analizado. La descripción de las acciones (en el caso del este de Salta, el desmonte) y de los efectos sobre distintos procesos deben ser espacialmente explícitos. Esto incluye considerar el área ocupada pero también su configuración (es probable que muchos desmontes pequeños tengan un impacto diferente que el de un solo desmonte de igual superficie)

Debe considerarse el "vínculo entre acciones e impacto" para identificar efectos aditivos, multiplicativos y sinérgicos. Deberán evaluarse aspectos estructurales del ecosistema (e.g., número de especies, contenido de materia orgánica, etc.), funcionales (e.g., flujo de energía, dinámica de nutrientes, procesos de sucesión ecológica) y propiedades de control (e.g., resiliencia, capacidad de amortiguación del sistema, etc.). Esto contribuirá a la identificación y cuantificación de umbrales, retardos en la respuesta y fenómenos de histéresis. Un aspecto adicional incluye considerar en el proceso de EIAAc los cambios en el nivel de provisión de SE según la intensidad de las perturbaciones (funciones de afectación) y respecto a situaciones de referencia (Paruelo et al. 2011)

Una EIAAc de los desmontes en el este de Salta debería contemplar los siguientes aspectos:

a) Determinación y delimitación de la extensión espacial y temporal de las acciones cuyos efectos se evaluarán (desmonte)

b) Discusión y definición de los intereses y valores de los distintos actores de la región sobre la actividad de los desmontes

c) Identificación de los SE afectados por las acciones evaluadas y definición de las metodologías para su cuantificación

d) Cuantificación de procesos/funciones (por ejemplo, productividad primaria o estructura del paisaje) por unidad espacial

e) Definición de cambios en los niveles de provisión de procesos o SE en función de factores de estrés o perturbaciones (e.g., uso del suelo) respecto de situaciones de referencia (funciones de afectación)

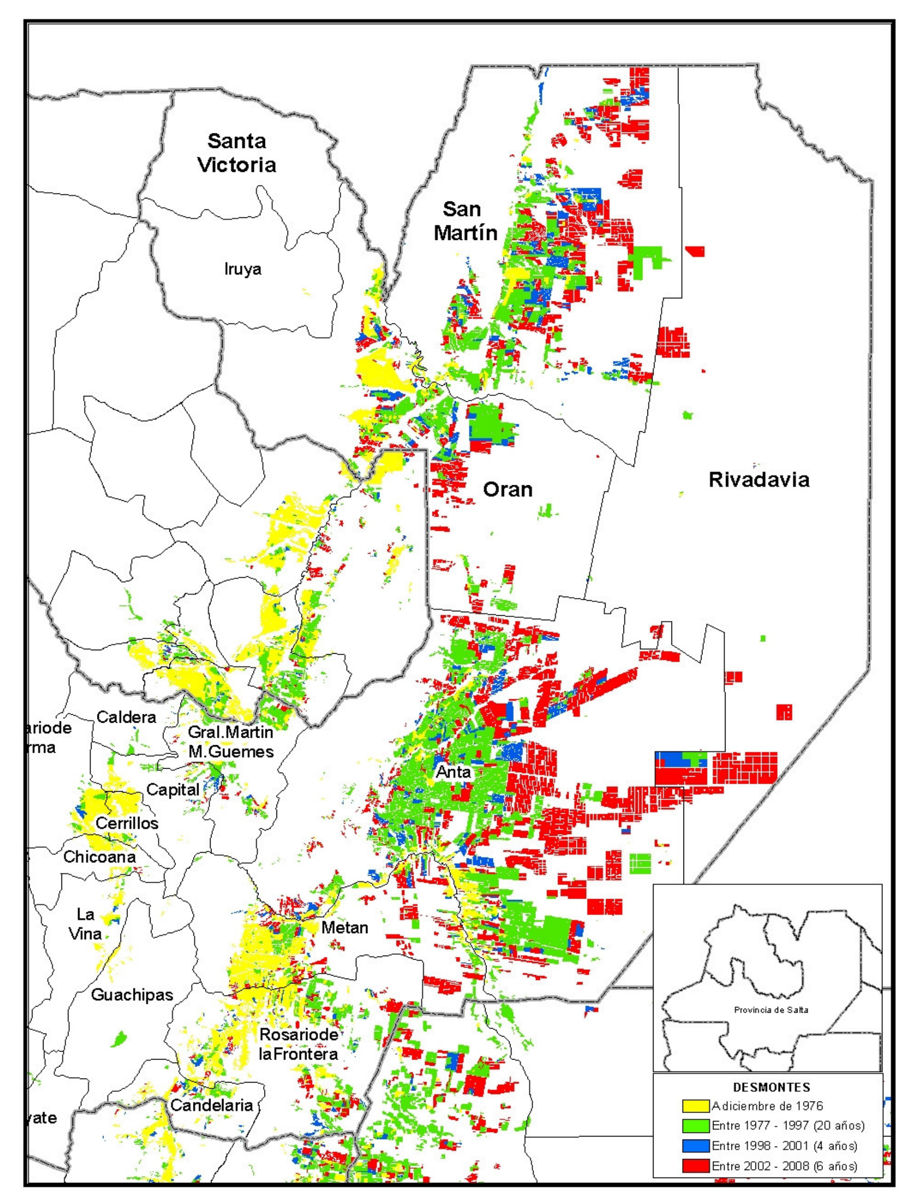


Figura 1. Patrón espacial de las áreas desmontadas en el Este de las provincias de Salta y Jujuy. Las distintas tonalidades y tramas indican diferentes períodos desde 1977 hasta 2008. Fuente: ProReNOA. INTA, Salta.

Figure 1. Spatial pattern of deforested areas in Eastern Salta and Jujuy. Different patterns and tones indicate different deforestation periods from 1977 to 2008. Source: ProReNOA. INTA, Salta.

f) Realización de la cartografía que muestre el grado de modificación de los distintos SE respecto de situaciones de referencia para distintas configuraciones del paisaje

g) Identificación de los impactos que ocasionan las acciones sobre los SE, incluyendo sinergias y retardos en la manifestación de los efectos de actividades antrópicas sobre el nivel de provisión de SE

h) Propuesta de medidas de restauración, mitigación o compensación

i) Plan de monitoreo y protocolo de seguimiento en el tiempo

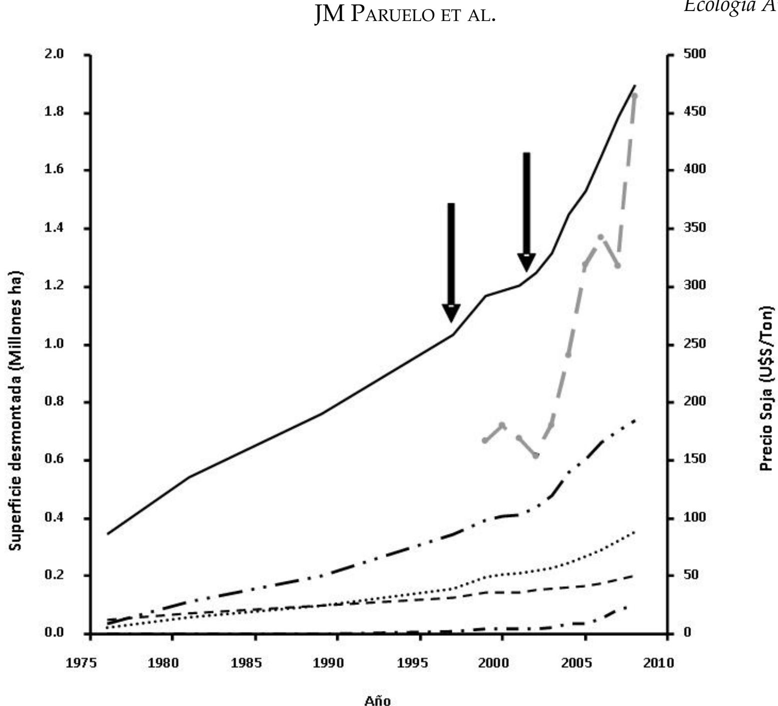


Figura 2. Dinámica temporal de la superficie desmontada (ha/año) desde 1977 hasta 2008 en la Provincia de Salta (línea llena) y en 4 de sus Departamentos (Anta, línea ▬ ▪ ▪, San Martín, línea ▪▪▪▪▪▪ Orán, línea ▬ ▬ ▬, y Rivadavia, línea ▬ ▪ ▬). La línea negra quebrada muestra el precio de la soja (U$S dólares/t, eje derecho) desde 1999 hasta 2008. Las flechas verticales señalan la introducción de la soja transgénica en Argentina (1997) y la devaluación de la moneda nacional (enero 2002).

Figure 2. Temporal dynamics of the deforested area (ha/year) from 1977 to 2008 in Salta (solid line) and four counties departamentos (Anta, ▬ ▪ ▪, San Martín,▪▪▪▪▪▪ Orán, ▬ ▬ y Rivadavia, ▬ ▪ ▬). The black broken line shows the soybean price (dollars/ton, right axis) from 1999 to 2008. Arrows indicate the introduction of GM soybean in Argentina (1997) and the devaluation of the national currency (January 2002).

j) Evaluación de la EIAAc por parte de miembros del sistema de Ciencia y Técnica (CyT) que no hayan participado de la elaboración del informe de impacto y que carezcan de conflicto de intereses

El proceso para la realización de una EIAAc requiere como elemento fundamental la participación pública e investigación social, histórica o antropológica; su eficacia y legitimidad puede aumentar de manera considerable si se inicia en etapas tempranas (Doelle & Sinclair 2006). La participación pública se considera un elemento indispensable por motivos éticos y es un poderoso instrumento metodológico con implicaciones normativas y políticas (Norton 2005; Saravanamuthu 2006; Caney 2008).

Extensión espacial y temporal del desmonte en el Noroeste Argentino

En la región Chaqueña la expansión agropecuaria está asociada a la deforestación de bosques nativos, removidos a tasas que varían entre 1.5 y 2.5% anual, valores superiores al promedio continental y mundial (0.51% y 0.2%, respectivamente) (FAO 2007; Gasparri et al. 2008; Volante et al. 2006). Las provincias con mayores tasas históricas de deforestación fueron Santiago del Estero, Salta y Chaco. Entre 1998 y 2002, en esas provincias se registraron 618500 ha desmontadas, un valor equivalente a 79% de los desmontes totales de Argentina. En los siguientes cuatro

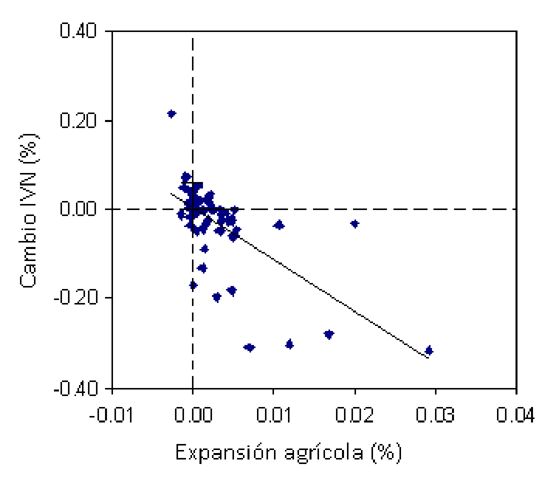


Figura 3. Relación entre el cambio en la superficie agrícola a nivel de departamento y el cambio en el IVN en Departamentos ocupados por bosques en el NO Argentino (Salta, Chaco, Formosa, Jujuy y Tucuman) (modificado de Paruelo et al. 2004a).

Figure 3. Relationship between the change in the cropped area per county and the change in NDVI for counties of NW Argentina covered by forests (Salta, Chaco, Formosa,Jujuy y Tucuman) (modified from Paruelo et al. 2004a).

años (2002-2006) en las mismas provincias se desmontaron 1057600 ha, equivalentes a 89% del total para el país. Mientras que en la Provincia del Chaco la tasa de desmonte aumentó de forma leve (de 0.57 a 0.65% anual), en Santiago del Estero creció 83% (de 1.18% a 2.17% anual) y en Salta 123% (de 0.69% a 1.54% anual).

Entre 1977 y 2008 se desmontó en Salta el 26% (1550000 ha) del total de bosques existentes a fines de la década de 1970 (en 1977, 5960000 ha de bosques) (Figura 1). En estos 30 años se identifican tres etapas en la dinámica de la deforestación (Figura 2). En los primeros 20 años (entre 1977 y 1997) el desmonte fue constante a una tasa próxima a 0.45% anual. A partir de ese momento, en el que se difunde el cultivo de soja transgénica con siembra directa, presenta variaciones sin tendencia definida hasta fines de 2001. La modificación del tipo de cambio (desdolarización del Peso) en 2002 impulsa la actividad agropecuaria debido a la mejora de los precios internacionales en el mercado de granos, y comienza una aceleración en el proceso de desmonte. A fines de 2007, momento en el cual se sancionó la Ley 26331 de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos, se registra el valor más alto, con una tasa de desmonte de 2.1% anual (135200 ha desmontadas). Entre 2001 y 2007, los desmontes realizados (597000 ha) se concentraron en cuatro departamentos: Anta (296000 ha; 50% del total), San Martín (116200 ha; 19%), Rivadavia (67650 ha; 11%) y Orán (45500 ha; 8%). Dichos desmontes acumulan 88% del total provincial registrado en ese período.

EVIDENCIAS Y METODOLOGÍAS DISPONIBLES DE LOS IMPACTOS DEL DESMONTE SOBRE SE INTERMEDIOS IN EL ESTE DE SALTA Y EN SISTEMAS SIMILARES

El impacto acumulativo del desmonte en el medio biofísico se manifiesta en cambios de procesos ecológicos y en aspectos estructurales de los ecosistemas (SE intermedios, "sensu" Fischer et al. 2009). Entre los SE identificados en los bosques del este salteño, cobran especial relevancia la dinámica del C, el balance de energía, la emisión de gases con efecto invernadero (GEI), la dinámica del agua y la estructura del paisaje. La dinámica del C es un aspecto integrador del funcionamiento ecosistémico (McNaughton 1989) y es un proceso clave para determinar el nivel de provisión de SE (Costanza et al. 1998). El balance de energía está estrechamente ligado no sólo a las ganancias de C sino también a la dinámica del sistema climático local a través de definir la partición entre energía interceptada y reflejada (albedo) y entre calor latente y sensible y a la emisión de GEI. A la dinámica del agua se asocian otros SE, como la regulación de inundaciones, la provisión de agua y la recarga de acuíferos. La estructura del paisaje (composición y configuración) tiene una relación muy estrecha con aspectos estructurales y funcionales del paisaje y resulta un determinante clave de la biodiversidad a distintos niveles de organización. A continuación se describen las evidencias y

metodologías disponibles de los impactos del desmonte sobre los SE intermedios más relevantes de los bosques subtropicales del este de Salta.

Dinámica del C

En ecosistemas forestales el C es almacenado fundamentalmente en la biomasa vegetal, en la materia orgánica del suelo y en la necromasa. Estudiar la dinámica del C requiere del análisis de los flujos de entrada y de salida, y los cambios en los reservorios. Paruelo et al. (2004a) analizaron las tendencias temporales del Índice de Vegetación Normalizado (IVN), un índice espectral relacionado con la radiación fotosintéticamente activa absorbida por el estrato vegetal (y, por ende, con las ganancias de C) durante el período 1980-2000 en Sudamérica. Estos autores observaron que a escala regional el IVN disminuyó de forma significativa en muchas de las áreas en las que la agricultura se extendió por sobre los bosques (Figura 3). El concepto de Tipos Funcionales de Ecosistemas (TFE) se utiliza para diferenciar grupos de ecosistemas que comparten características relacionadas con la dinámica de los intercambios de materia y energía entre la biota y la atmósfera (Soriano & Paruelo 1992; Paruelo et al. 2001). Cada TFE puede ser caracterizado en función de procesos ecosistémicos, reflejando, por lo tanto, el nivel de provisión de servicios intermedios o de soporte. Paruelo et al. (2011) identificaron los TFE de Salta y Jujuy y sus cambios en el tiempo, describiendo los patrones regionales de las ganancias de C por parte de la vegetación y la diversidad funcional de los ecosistemas. En ese trabajo, los TFE fueron definidos a partir de la curva estacional del índice verde normalizado (IVN) obtenido de imágenes provistas por el sensor MODIS durante el período 2000 a 2006 (Figura 4). Estos autores observaron un aumento en la superficie cubierta por TFE con menor productividad primaria neta (PPN) y mayor estacionalidad. La observación de la ubicación de los TFE menos productivos y más estacionales coincide con la distribución de las áreas desmontadas cartografiadas a partir de imágenes LANDSAT en el este de Salta (Figura 4).

Gasparri et al. (2008) muestran que los bosques chaqueños del norte argentino contienen un stock de C estimativo de 59.2 (±5.7) t de C en la biomasa vegetal, 2.3 t de C en la broza, 31 t de C en los 0.2 m superiores del suelo y 51.8 t de C en el metro superior del suelo. Las emisiones de C de las deforestaciones de los bosques de la región chaqueña para el período de 1996-2005 fueron estimadas en 15803 Gg C/año (1Gg=10^9 g) (estas estimaciones incluyen las asociadas a fuegos) (Gasparri et al. 2008). A nivel nacional, la estimación de las emisiones de C por deforestación para el año 2000 representó 67 % de las emisiones del país provenientes de combustibles fósiles de fuentes no móviles (por ejemplo, industrias y consumo hogareño) y 36% de las emisiones provenientes de la combustión del sistema de transporte.

El análisis de la información generada por sensores a bordo de satélites es útil para realizar descripciones de procesos biofísicos a nivel de ecosistema y analizar los cambios funcionales que los mismos han experimentado en las últimas décadas (Paruelo 2008). El uso de imágenes provistas por el sensor MODIS permite una estimación de la PPN, descriptor específico de las entradas de C a los ecosistemas, para el período 2000-presente, con una resolución de 250x250 m (Baeza et al. 2009). La combinación de estos análisis con los mapas de desmonte disponibles (Grau et al. 2005; ProReNOA 2005) generados a partir de imágenes LANDSAT, hace muy confiable la cuantificación del impacto del desmonte sobre la capacidad de absorber radiación, el principal determinante de las ganancias de C de los ecosistemas.

Balance de energía y emisión de GEI

Análisis preliminares de imágenes MODIS sugieren que, en promedio, en los Departamentos de San Martín, Rivadavia y Orán, de la Provincia de Salta, el reemplazo de los bosques nativos por cultivos agrícolas no implicó un cambio significativo en el albedo

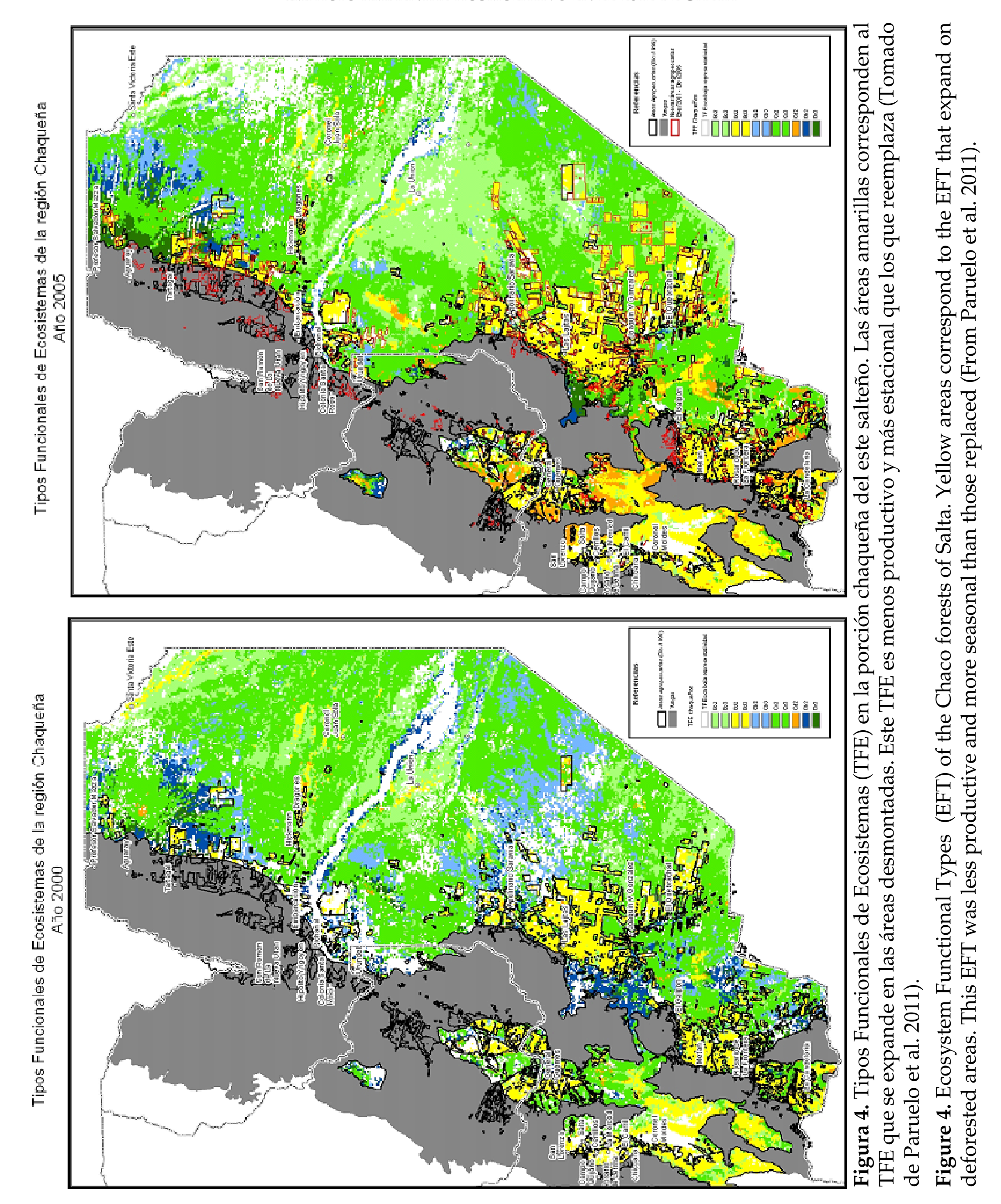


Figura 4. Tipos Funcionales de Ecosistemas (TFE) en la porción chaqueña del este salteño. Las áreas amarillas corresponden al TFE que se expande en las áreas desmontadas. Este TFE es menos productivo y más estacional que los que reemplaza (Tomado de Paruelo et al. 2011).

Figure 4. Ecosystem Functional Types (EFT) of the Chaco forests of Salta. Yellow areas correspond to the EFT that expand on deforested areas. This EFT was less productive and more seasonal than those replaced (From Paruelo et al. 2011).

(la fracción de la radiación incidente que es reflejada hacia el espacio por una superficie) (0.132 vs. 0.133 para bosques y agricultura, respectivamente; n=24, *P*=0.92) (ver Apéndice 1 en Información suplementaria en www.ecologiaaustral.com.ar). Sin embargo, debido a que los bosques y los cultivos no crecen exactamente en el mismo momento y que la radiación no es homogénea a lo largo del año, cuando se multiplica el albedo por la radiación incidente, los bosques estarían reflejando 1.1 watt/m^2 más de energía que los cultivos agrícolas. De esta manera, el reemplazo de los bosques por agricultura estaría contribuyendo

al calentamiento global al modificar el balance de energía (la relación entre la energía solar incidente, la reflejada y la emitida de vuelta al espacio por la Tierra), aumentando la cantidad de energía absorbida que finalmente se disipará como calor latente o sensible.

En los Departamentos de San Martín, Rivadavia y Orán (Provincia de Salta) se ha estimado que cada año se queman 8.7 millones de t de biomasa, lo cual libera 1.3 millones t de CO_2, 2000 t de CH_4 y 200 t de N_2O (ver Apéndice 2 en Información suplementaria en www.ecologiaaustral.com.ar). Entre 2001 y 2008, estos fuegos de desmonte emitieron 4400 TJ de energía radiativa a la atmósfera. Los fuegos de vegetación son una importante fuente de GEI y se calcula que equivalen a 50% de la emisiones por combustibles fósiles (de 2 a 4 vs. 7 Pg de C/año) (Bowman et al. 2009). La frecuencia de incendios en áreas de bosques subtropicales de Sudamérica, estudiada mediante imágenes AVHRR/NOAA, aumentó en zonas en donde se expande la agricultura (Di Bella et al. 2006).

Los sensores remotos proveen información sobre el momento de ocurrencia, localización e intensidad de los fuegos de vegetación para grandes áreas. Mediante la generación de un sistema de información geográfica y un procesamiento sencillo, en función de relaciones entre la energía liberada por los fuegos y la emisión de GEI, se puede cuantificar las emisiones por deforestación. A su vez, el sensor MODIS provee la información necesaria para el cálculo del albedo. Estos datos junto con los de radiación incidente (disponible en eosweb.larc.nasa.gov) permiten conocer las alteraciones en el balance de energía producto de los cambios en el uso del suelo a nivel de parcelas individuales.

Dinámica del agua

El balance entre evapotranspiración y rendimiento hídrico (escurrimiento superficial y drenaje profundo) está muy influenciado por la vegetación y controla el abastecimiento de cursos superficiales y de acuíferos subterráneos. Modificaciones en la cubierta vegetal provocan cambios en el escurrimiento superficial y en la evapotranspiración. Esto modifica a los restantes componentes del balance hídrico, pudiendo desencadenar procesos de erosión hídrica, eólica y de salinización (Jobbágy et al. 2008).

En bosques secos del sudoeste australiano, cuya vegetación natural ha sido reemplazada por cultivos de secano, se han registrado ascensos lentos pero continuos de los niveles freáticos y la salinización de las aguas subterráneas (George et al. 1997). Este proceso ocurre ya que los bosques de llanura utilizan de manera exhaustiva los aportes de la precipitación y generan flujos de drenaje profundo muy bajos o nulos, escurrimiento superficial escaso y, por lo tanto, rendimientos hídricos que representan entre 0.1 y 5% de la precipitación recibida (Scanlon et al. 2005). El drenaje profundo escaso lleva a estos sistemas a acumular durante milenios, en el límite inferior de la zona de actividad de las raíces, los solutos aportados por la atmósfera a través de la precipitación y la deposición seca (Scanlon et al. 2005; Cook et al. 1989) y los producidos por la meteorización de los materiales originales del suelo. Entonces, el reemplazo de los bosques xerofíticos por cultivos reduciría los niveles de evapotranspiración y esto daría lugar a un aumento del drenaje profundo y/o el escurrimiento superficial. Si el agua subterránea cargada de solutos alcanza la superficie, se salinizan los suelos (Scanlon et al. 2006). Este fenómeno fue descripto en el centro de la provincia de San Luis, Argentina, por Santoni et al. (2008), en sistemas similares a los bosques xerofíticos del este de Salta como las llanuras del oeste y sudeste australiano (George et al. 1997), en las planicies semiáridas del Sahel (Leduc et al. 2001; Leblanc et al. 2008), y en el suroeste de las grandes planicies de Norteamérica (Scanlon et al. 2005), dónde la historia del desmontes se remonta a más de 100 años atrás.

Para la evaluación de la evapotranspiración y la dinámica de la capa freática, existe una serie de aproximaciones metodológicas que se basan sobre el uso de sensores remotos y estudios a campo. En el caso del estudio de

la evapotranspiración real (ETr) con sensores remotos se han desarrollado estimaciones basadas en el balance de energía de la superficie y datos de temperatura superficial. Se han desarrollado estimaciones muy precisas de esta variable sobre áreas extensas (Di Bella et al. 2000), discriminando entre tipos de cobertura (Nosetto et al. 2005). La magnitud de la diferencia en la ETr de distintos usos del suelo define la factibilidad de que tenga lugar la recarga de acuíferos, el ascenso de napas y una eventual salinización. Por otro lado, una evaluación de los impactos acumulativos del desmonte debería hacer uso de las redes de freatímetros existente. Para ello se dispone, en muchos casos, de registros históricos que permitirían (con la recolección de datos actuales) la evaluación de tendencias. La combinación de esta información en un SIG que caracterice el contexto de coberturas del suelo, permitiría evaluar el efecto sobre el nivel freático. Estimaciones indirectas de drenaje también pueden realizarse por estudios a campo que cuantifiquen la presencia de cloruros en el perfil (Santoni et al. 2008). La ausencia de cloruros indicaría que éstos han lixiviado como consecuencia de un mayor drenaje de agua hacia los acuíferos (recarga); así se aportarían evidencias críticas sobre los impactos acumulativos de la deforestación sobre la dinámica del agua.

Estructura del paisaje

La fragmentación y pérdida de superficie de bosques impacta de manera directa en la provisión de servicios ecosistémicos clave como la polinización, la interacción entre especies y la diversidad específica (Fahrig 2003). La literatura abundante en torno a los efectos de la estructura y la configuración del paisaje (e.g., Duro et al. 2007) sobre distintos aspectos de la biodiversidad resaltan la importancia de su cuantificación en una EIAAc. Gasparri & Grau (2009) analizaron la pérdida de hábitat y la fragmentación en una porción del NOA que en su mayoría incluye bosques chaqueños para el período 1972-2007. Estos autores identifican niveles elevados de fragmentación en áreas sin limitaciones para la agricultura y niveles bajos donde las limitaciones climáticas determinan una tasa de conversión agrícola baja. Paruelo et al. (2004b) detectaron pérdida de hábitats de bosque chaqueño entre los años 1988-1989 y 2002-2003. En la campaña 2002-2003 se produjo una agregación o aglomeración importante de los parches agrícolas, concentrándose así en zonas núcleo y disminuyendo la densidad de bordes de parches (Paruelo et al. 2004b). Estas modificaciones de la estructura y la configuración del paisaje pueden cambiar de manera significativa la rugosidad del paisaje y generar impactos negativos sobre la dinámica del agua y otros materiales (Burel & Baudry 2002).

La fragmentación y la pérdida de hábitat conducen a una disminución del número de especies (Kruess & Tscharntke 1994), aunque el efecto de la fragmentación es más débil que el efecto de la pérdida de hábitat (Fahrig 2003). En el este de Salta, ambos procesos ocurren de manera simultánea (Gasparri & Grau 2009). Los efectos negativos de la pérdida de hábitat se manifiestan no sólo en la riqueza de especies, abundancia y distribución de las poblaciones y diversidad genética, sino también en la reducción de tasas de crecimiento poblacional, la simplificación de tramas tróficas, la modificación de las interacciones entre especies y los cambios en la dispersión y el comportamiento (Fahrig 2003). Estos efectos se acumulan en el tiempo y dan lugar a extinciones locales. Diversos trabajos en los bosques chaqueños documentan los efectos de la fragmentación sobre la polinización y la reproducción de especies arbóreas (Aizen & Feinsinger 1994; Galetto et al. 2007); los polinizadores nativos resultan ser los más afectados (Aizen & Feinsinger 1994). Chacoff & Morales (2004) observaron que la fragmentación del bosque afecta la depredación de semillas de *Acacia aroma* y de *Cercidium praecox*. Esto puede determinar efectos importantes de la fragmentación sobre las poblaciones de estas especies.

En la escala de comunidad, Valladares et al. (2006) observaron que en los bosques xerofíticos chaqueños, tanto la herbivoría de especies mineras de hojas como el parasitismo

hacia las mismas disminuyen cuando los parches de bosque tienen una superficie pequeña (<1 ha). Los autores destacan que la fragmentación genera condiciones microclimáticas en los bordes (i.e., menor humedad, mayor luminosidad y mayor amplitud térmica) que ejercen un control sobre la herbivoría en estas áreas.

La cuantificación de la transformación del paisaje puede realizarse a partir de protocolos bien establecidos (Baldi et al. 2006; Baldi & Paruelo 2008; Gasparri & Grau 2009). El punto de partida es la identificación y mapeo de los tipos de coberturas del suelo para el período 1980-presente. Las bases de datos y los protocolos de clasificación disponibles permiten realizar estas descripciones de forma retrospectiva a partir de sensores remotos y de fotografías aéreas. Esta información, integrada en un SIG, permite calcular una serie de índices cuantitativos aptos para caracterizar la estructura del paisaje: número y tipo de parches, forma y área de los parches, relaciones área perímetro, longitud de bordes, etc. (Riiters et al. 1995). A partir de algunos de estos índices, Gasparri & Grau (2009) encontraron que en el Departamento de Orán hubo un descenso marcado en el tamaño medio de parches de bosque a medida que aumentaba la deforestación (de un tamaño medio de 50000 ha con 10% de deforestación a casi 15000 ha con 25% de deforestación). Dada la complejidad de los procesos que ocurren a nivel de paisaje, su dinámica estructural y funcional, la clasificación y mapeo del paisaje en el área de estudio debería considerar la escala a la que ocurren los disturbios, en este caso, los desmontes. Las imágenes de los sensores Landsat y MODIS proveen unas resoluciones espaciales y temporales adecuadas para la identificación de los distintos parches de vegetación presentes y por ende para la realización de una clasificación de las unidades de vegetación (e.g., ver Gasparri & Grau 2009).

Consideraciones finales

¿Cómo generar una alternativa operativa para que los resultados de una EIAAc sean considerados en el proceso de toma de decisiones? El énfasis debería estar puesto en, al menos, cuatro aspectos: 1) identificar qué SE (intermedios y finales) se verían afectados cuando se produce cada uno de los tipos posibles de intervenciones, 2) determinar la magnitud y sentido del cambio en el nivel de provisión de un servicio inducido por cada tipo de intervención, 3) identificar los actores e involucrados sociales, económicos y políticos relevantes, y 4) cuantificar el nivel de apropiación de beneficios y perjuicios por parte de los distintos actores socio-económicos. La consideración de estos cuatro aspectos no resuelve el problema de la toma de decisiones pero provee a quienes deben tomarlas elementos para evaluar las posibles alternativas. El seguimiento de las actividades y su correcta evaluación aportará las evidencias necesarias para analizar la continuidad o no de las acciones.

Las evidencias presentadas más arriba (o los resultados de una EIAAc) pueden interpretarse de manera diversa en función del enfoque ideológico desde el cual se aborda el desafío de reconciliar la producción de alimentos con la preservación de los sistemas naturales, la biodiversidad y la cultura local. Uno de los enfoques, el "Modelo de Transición de Bosques", propone que la intensificación de la agricultura genera aumentos en la producción de alimentos que permiten, entonces, liberar recursos (superficie) para la conservación de la naturaleza (Mather 1992, 1998; Green et al. 2005). Este marco conceptual ha sido propuesto para entender las consecuencias de los cambios en el uso del suelo en la región de los bosques secos chaqueños (Grau et al. 2005, 2008; Aide & Grau 2004; Grau & Aide 2008). Los resultados mostrados en este trabajo señalan que a pesar del aumento notable en la producción agrícola, el reemplazo de los bosques por cultivos no disminuyó sino que aumentó de manera sostenida desde la década de 1970. Al igual que otros trabajos (ver revisión de Perfecto & Vandermeer 2009), este resultado contradice el supuesto del "Modelo de Transición de Bosques", que establece que la superficie dedicada a la agricultura aumenta con la demanda de alimento y disminuye con la productividad de la tierra. En el contexto

sociopolítico actual, el avance tecnológico que permite aumentar la productividad agrícola actúa como un incentivo para expandir el área agrícola en detrimento de los bosques chaqueños. Otro de los supuestos del modelo, que afirma que cuanto menor sea la población rural mayor será la superficie disponible para la regeneración de los bosques, no encuentra apoyo empírico para bosques subtropicales del NOA (Izquierdo & Grau 2009) ni del NEA (Izquierdo et al. 2008). Por otra parte el "Modelo de Transición de Bosques" considera de manera implícita a los SE como mercancías (commodities), es decir que se pueden producir en un lugar y ser consumidas en otro. En tal sentido la asociación temporal entre la deforestación del Chaco con la expansión de los bosques de montaña del NOA (Grau et al. 2007) podría ser vista como un efecto "de compensación", en donde la expansión agrícola en un área libera otras para su conservación. Sin embargo, los cambios en la hidrología del sistema o los efectos sobre la biodiversidad que generaría la expansión de la agricultura en los bosques xerofíticos del este de Salta no pueden compensarse conservando las selvas de piedemonte del oeste, es decir, no es posible exportar SE como si se tratara de una mercancía.

Contar con datos de calidad y hacer explícito el marco conceptual en el cual se interpretan estos datos no resuelve, sin embargo, el dilema de la toma de decisiones. En última instancia, las decisiones dependerán de cuestiones políticas, de la capacidad de cada uno de los actores de hacer valer sus intereses, visiones e ideologías, y del grado de acceso y control que tengan las instituciones del Estado. Una planificación del uso del territorio que maximice el beneficio para la sociedad debe partir de la evaluación de los impactos de las actividades en el pasado y no debe quedar atada a las opciones de uso actuales o a la lógica de los agronegocios. Así, la gestión del territorio debería contemplar el diseño de paisajes que consideren simultáneamente los niveles de producción de bienes agrícolas y la provisión de SE, evaluados desde una perspectiva técnica inclusiva que permita incorporar al análisis las dimensiones sociales y culturales. Avanzar en un uso más sostenible del territorio requiere plantearse, de manera totalmente abierta, la posibilidad de adoptar varias alternativas de utilización (y no-utilización) de los bienes y recursos naturales. Esto implica, por un lado, un ejercicio de imaginación y, por otro, una activa participación de la sociedad. El proceso de Ordenamiento Territorial debería apoyarse en la participación de los actores e involucrados en la definición de objetivos y en el seguimiento y readecuación de los planes.

El sistema de Ciencia y Técnica nacional cuenta con la capacidad, entrenamiento y equipos necesarios para generar una evaluación cuantitativa de los SE y, por lo tanto, de los impactos acumulados del desmonte, tal como fue solicitado por la CSJN. Sin embargo, el desarrollo e instrumentación de evaluaciones específicas, planes de manejo adaptativo y planes de seguimiento de los SE bajo distintos niveles de intervención, no sólo plantea desafíos técnicos sino también institucionales y políticos. Subestimar la importancia económica y social del sector agropecuario en Argentina es una necedad, pero no advertir acerca de los riesgos de la falta de regulación y controles efectivos sobre cómo se usan los recursos naturales y se maneja el territorio es otra, quizás mayor. La sociedad toda se debe una discusión acerca de cómo dotar al Estado de los instrumentos que regulen las consecuencias de las decisiones privadas sobre los recursos naturales.

Agradecimientos

Este artículo resume la presentación realizada el 9/9/2009 por la Facultad de Agronomía de la UBA en la Corte Suprema de Justicia de la Nación, en calidad de Amigos del Tribunal, en relación con la causa "Sala, Dino y otros…" Expediente 1144/2008. Agradecemos la contribución de Marcela Román, Ana Álvarez, Daniel Somma, Gabriel Seghezzo, Eugenia Romero y Cecilia Blanco. Este trabajo fue realizado gracias al aporte del LART, FAUBA, CONICET e INTA. Agradecemos el apoyo del Instituto Interamericano para la Investigación del Cambio Global (IAI, CRN 2031), financiado por National Science Foundation US (Grant GEO-0452325).

Bibliografía

Aizen, MA & P Feisinger. 1994. Forest fragmentation, pollination, and plant reproduction in a Chaco Dry Forest, Argentina. *Ecology* **75**(2):330-351.

Aide, TM & HR Grau. 2004. Globalization, Migration and Latin American Ecosystems. *Science* **305**:1915-1916.

Baeza, S; F Lezama; G Piñeiro; A Altesor & JM Paruelo. 2009. Spatial variability of above-ground net primary production in Uruguayan grasslands: a remote sensing approach. *Applied Vegetation Science* **13**:72-85.

Baldi, G; JP Guerschman & JM Paruelo. 2006. Landscape fragmentation in the Río de la Plata Grasslands of Argentina. *Agricultural Ecosystems and Environment* **116**:197-208.

Baldi, G & JM Paruelo. 2008. Land-Use and Land Cover Dynamics in South American Temperate Grasslands. *Ecology and Society* **13**(2):6.

Bianchi, AR; CE Yáñez & LR Acuña. 2005. Base de datos mensuales de precipitaciones del Noroeste Argentino. Instituto Nacional de tecnología Agropecuaria. Proyecto Riesgo Agropecuario, Convenio Específico Nº 3 al Convenio Nº 141 INTA-SAGPYA. Pp. 41.

Bowman, DMJS; JK Balch; P Artaxo; WJ Bond; JM Carlson; et al. 2009. Fire in the Earth system. *Science* **324**:481-484.

Boyd, J & S Banzhaf. 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics* **63**(2-3):616-626.

Burel, F & J Baudry. 2002. Ecología del paisaje: conceptos, métodos y aplicaciones. Ediciones Mundi Prensa. Madrid.

Canadian Environmental Assessment Agency (CEAA). 1998. Cumulative Effects Assessment Practitioners Guide. Hull, Quebec. Canadá.

Canadian Environmental Assessment Agency (CEAA). 1999. Operational Policy Statement: Addressing Cumulative Environmental Impact Under the Canadian Environmental Assessment Act. Hull, Quebec. Canadá.

Caney, S. 2008. Human rights, climate change, and discounting. *Environmental Politics* **17**(4): 536–555.

Chacoff, NP; JM Morales & MDP Vaquera. 2004. Effects of habitat fragmentation on the abortion and predation of seeds in Chaco Serrano. *Biotropica* **36**(1):109-117.

Conesa Fernández-Vítora, V. 2003. Guía metodológica para la evaluación del impacto ambiental. Ed. Mundi-Prensa, Madrid.

Cook, PG; GR Walker & ID Jolly. 1989. Spatial variability of groundwater recharge in a semiarid region. *Journal Hydrology* **111**:195-212.

Costanza, R; R d'Arge; R de Groot; S Farber; M Grasso; et al. 1998. The value of ecosystem services: putting the issue in perspective. *Ecological Economics* **25**:67-72.

Court, JD; CJ Wright & AC Guthrie. 1994. *Assessment of Cumulative Impact and Strategic Assessment in Environmental Impact.* Assessment. Barton, Australia.

Di Bella, CM; CM Rebella & JM Paruelo. 2000. Evapotranspiration estimates using NOAA AVHRR imagery in the Pampa region of Argentina. *International Journal of Remote Sensing* **21**:791-797.

Di Bella, CM; EG Jobbágy; JM Paruelo & S Pinnock. 2006. Continental fire density in South America. *Global Ecology and Biogeography* **15**:192-199.

Doelle, M & AJ Sinclair. 2006. Time for a new approach to public participation in EA: Promoting cooperation and consensus for sustainability. *Environmental Impact Assessment Review* **26**:185-205.

Duro, DC; NC Coops; MA Wulder & T Han. 2007. Development of a large area biodiversity monitoring system driven by remote sensing. *Progress in Physical Geography* **31**(3):235-260.

European Commission. 1999. Guidelines for the Assessment of Indirect and Cumulative Impacts as well as Impact Interactions. Brussels.

European Commission. 2000. Communication from the Commission on the precautionary principle. Brussels.

Fahrig, L. 2003. Effects on habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* **34**:487-515.

Fisher, B; RK Turner & P Morling. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* **68**:643-653.

Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). 2007. *Situación de los Bosques del Mundo, 2007*. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Roma, Italia. Pp. 143.

Galetto, L; R Aguilar; M Musicante; J Astegiano; A Ferreras; et al. 2007. Fragmentación de hábitat, riqueza de polinizadores, polinización y reproducción de plantas nativas en el Bosque Chaqueño de Córdoba, Argentina. *Ecología Austral* **17**:67-80.

Gasparri, I; RH Grau & E Manghi. 2008. Carbon pooles and emisions from deforestation in extra-tropical forests of Northern Argentina between 1900 and 2005. *Ecosystems* **11**:1247-1261.

Gasparri, NI & HR Grau. 2009. Deforestation and fragmentation of Chaco dry forest in NW Argentina (1972-2007). *Forest Ecology and Management* **258**:913-921.

George, RJ; DJ McFarlane & RA Nulsen. 1997. Salinity threatens the viability of agriculture and ecosystems in Western Australia. *Hydrogeology Journal* **5**:6-21.

Grau, H; N Gasparri & TM Aide. 2005. Agriculture expansion and deforestation in seasonally dry forests of north-west Argentina. *Environmental Conservation* **32**:140-148.

Grau, HR; NI Gasparri; MM Morales; A Grau; E Araoz; et al. 2007. Regeneración ambiental en el Noroeste Argentino. *Ciencia Hoy* **17**:42-55.

Grau, RH & M Aide. 2008. Globalization and Land-Use Transitions in Latin America. *Ecology and Society* **13**(2):16.

Grau, RH; I Gasparri & M Aide. 2008. Balancing food production and nature conservation in the Neotropical dry forests of northern Argentina. *Global Change Biology* **14**:985-997.

Green, RE; SJ Cornell; JPW Scharlemann & A Balmford. 2005. Farming and the Fate of Wild Nature. *Science* **307**:550-555.

Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). 2006. *Mapa digital de precipitación media anual del NOA*. [fecha de consulta: 22 de diciembre 2010]. www.inta.gov.ar/prorenoa/info/resultados/mapa_precip/precip_anual_noa.htm

Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). 2009. *Desarrollo metodológico y operativo para el relevamiento, correlación y evaluación de tierras. Área piloto: Las Lajitas, provincia de Salta.* Ediciones INTA 2009. [fecha de consulta: 10 de diciembre 2010]. www.inta.gov.ar/prorenoa/info/suelos_lajitas.htm.

Izquierdo, AE; CD de Angelo & M Aide. 2008. Thirty years of human demography and land-use change in the Atlantic forest of Misiones, Argentina: an evaluation of the Forest Transition Model. *Ecology and Society* **13**(2):3.

Izquierdo, AE & HR Grau. 2009. Agriculture adjustment, land-use transition and protected areas in Northwestern Argentina. *Journal of Environmental Management* **90**:858-865.

Jobbágy, EG; MD Nosetto; CS Santoni & G Baldi. 2008. El desafío ecohidrológico de las transiciones entre sistemas leñosos y herbáceos en la llanura Chaco-Pampeana. *Ecología Austral* **18**:305-322.

Kruess, A & T Tscharntke. 1994. Habitat Fragmentation, Species Loss, and Biological Control. *Science* **264**(5165):1581-1584.

Leake, A & M de Ecónomo. 2008. *La deforestación de Salta 2004-2007*. Fundación Asociana, Editorial Milor, Salta, Argentina.

Leblanc, MJ; G Favreau; S Massuel; SO Tweed & M Loireau. 2008. Land clearance and hydrological change in the Sahel: SW Niger. *Global and Planetary Change* **61**(3-4):135-150.

Leduc, C; G Favreau & P Schroeter. 2001. Long-term rise in a Sahelian water-table: the Continental Terminal in South-West Niger. *Journal Hydrology* **243**:43-54.

Mather, AS. 1992. The forest transition. *Area* **24**: 367-379.

Mather, AS & CL Needle. 1998. The forest transition: A theoretical basis. *Area* **30**:117-124.

McNaughton, S; M Oesterheld; D Franck & K Williams. 1989. Ecosystem-level patterns of primary productivity and herbivory in terrestrial habitats. *Nature* **341**:142-144.

Norton, BG. 2005. *Sustainability. A philosophy of adaptive ecosystem management.* Chicago, IL, and London: The University of Chicago Press.

Nosetto, MD; EG Jobbágy & JM Paruelo. 2005. Land use change and water losses: the case of grassland afforestation across a soil textural gradient in central Argentina. *Global Change Biology* **11**:1-17.

Office of the Deputy Prime Minister (ODPM). 2005. *A Practical Guide to the Strategic Environmental Assessment Directive.* London: Office of the Deputy Prime Minister.

Paruelo, JM; EG Jobbágy & OE Sala. 2001. Current distribution of ecosystem functional types in temperate South America. *Ecosystems* **4**:683-698.

Paruelo, JM; MF Garbulsky; JP Guerschman & EG Jobbágy. 2004a. Two decades of Normalized Difference Vegetation Index changes in South America: identifying the imprint of global change. *Int. J. Remote Sensing* **14**:2793-2806.

Paruelo, JM; M Oesterheld; F del Pino; JP Guerschman; SR Verón; et al. 2004b. *Patrones espaciales y temporales de la expansión de soja en Argentina. Relación con factores socio-económicos y ambientales. Informe final.* Laboratorio de Análisis Regional y Teledetección de la Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires. Argentina.

Paruelo, JM. 2008. La caracterización funcional de ecosistemas mediante sensores remotos. *Ecosistemas* **17**(3):4-22.

Paruelo JM; D Alcaraz Segura & JN Volante. 2011. El seguimiento del nivel de provisión de los servicios ecosistémicos. En: Laterra, P; EG Jobbágy & JM Paruelo (eds.). *Expansión e intensificación agrícola en Argentina: Valoración de bienes y servicios ecosistémicos para el ordenamiento territorial.* Ed, INTA Buenos Aires

Perfecto, I & J Vandermeer. 2009. The agroecological matrix as alternative to the land sparing/ agriculture intensification model. *PNAS* **107**(13)5786-5791.

Proyecto de Relevamiento de Cultivos del NOA (ProReNOA); J Volante; A Bianchi; H Paoli; Y Noé; et al. 2005. *Análisis de la Dinámica del Uso del Suelo Agrícola del Noroeste Argentino Mediante Teledetección y Sistemas de Información Geográfica Período 2000-2005.* Ediciones INTA 2009. [fecha de consulta: 10 de diciembre 2010]. www.inta.gov.ar/prorenoa/info/resultados/ uso_suelo/analisis_uso_suelo.htm

Ramachandra, TV; MD Subash Chandran; KV Gururaja & Sreekantha. 2006. *Cumulative Environmental Impact Assessment.* New York: Nova Science Publishers, Inc.

Riitters, KH; RV O'Neill; CT Hunsaker; JD Wickham; DH Yankee; et al. 1995. A factor analysis of landscape pattern and structure metrics. *Landscape Ecology* **10**:23-39.

Santoni, CS; EG Jobbágy; V Marchesini & S Contreras. 2008. *Diferentes usos del suelo: consecuencias sobre balance hídrico y drenaje profundo en zonas semiáridas.* XXI Congreso argentino de la ciencia del suelo: Semiárido: un desafío para la Ciencia. San Luis, Argentina.

Saravanamuthu, K. 2006. Emancipatory accounting and sustainable development: a Gandhian–Vedic theorization of experimenting with truth. *Sustainable Development* **14**:234-244.

Scanlon, BR; RC Reedy; DA Stonestrom; DE Prudic & KF Dennehy. 2005. Impact of land use and land cover change on groundwater recharge and quality in the southwestern US. *Global Change Biology* **11**:1577-1593.

Scanlon, BR; KE Keese; AL Flint; LE Flint & CB Gaye. 2006. Global synthesis of groundwater recharge in semiarid and arid regions. *Hydrology Process* **20**:3335-3370.

Scottish Executive. 2006. SEA Tool Kit - Offers Guidance for the Environmental Assessment (Scotland) Act 2005. Available online: www.scotland.gov.uk/Publications/2006/09/ 13104943/0.

Smit, B & H Spaling. 1995. Methods for cumulative effects assessment. *Environmental Impact Assessment Review* **15**:81-106.

Soriano, A & JM Paruelo. 1992. Biozones: Vegetation units of functional character identifiables with the aid of satellite images. *Global Ecology and Biogeography Letters* **2**:82-89.

Valladares, G; A Salvo & L Cagnolo. 2006. Habitat Fragmentation Effects on Trophic Processes of Insect-Plant Food Webs. *Conservation Biology* **20**(1)1: 212-217.

Volante, JN; AR Bianchi; HP Paoli; YE Noé; HJ Elena: et al. 2006. *Análisis de la Dinámica del Uso del Suelo Agrícola del Noroeste Argentino Mediante Teledetección y SIG. Período 2000-2005.* Ediciones INTA. Pp. 64.

INFORMACIÓN SUPLEMENTARIA

SUPPLEMENTARY INFORMATION

APÉNDICE 1. CÁLCULO DEL ALBEDO

El albedo fue calculado como la suma del albedo negro (reflectancia direccional-hemisférica) y el albedo blanco (reflectancia bihemisférica) ponderados por la proporción de radiación solar incidente directa y difusa (Lucht et al. 2000; Schaaf et al. 2002). El albedo negro y blanco representan la fracción de la radiación reflejada bajo dos condiciones de irradiancia contrastantes: únicamente radiación directa o radiación difusa, respectivamente. Debido a ello, el valor del albedo negro varía según el ángulo de inclinación solar, mientras que el valor del albedo blanco es independiente del mismo. El albedo negro fue calculado a intervalos de 3 h (es decir, para diferentes ángulos de inclinación solar) integrando, para todas las direcciones de observación, cada uno de los tres componentes de la función de distribución bi-direccional de la reflectancia (BRDF según sus siglas en inglés) RossThickLiSparse utilizado por MODIS multiplicado por su respectivo parámetro (Lucht et al. 2000). El albedo blanco se obtuvo de manera similar pero integrando también para todos las direcciones de iluminación dada su independencia del ángulo de inclinación solar (i.e., geometría de iluminación). Los parámetros de la BRDF correspondientes a la banda de onda corta se obtuvieron del producto MOD43A1, cuya resolución espacial y temporal es de 500 m y 8 días, respectivamente. Éstos fueron filtrados por los datos de calidad (producto MOD43A2). Utilizamos los datos de radiación de onda corta directa y difusa disponibles en la página del Centro de Ciencias de la Atmósfera Langley (eosweb.larc.nasa.gov). Estos datos están provistos a escala mensual a intervalos de 3 h.

La inspeccion de imágenes Landsat 5 TM (path 228 row 079) permitió identificar 5 sitios de bosque nativo y 5 sitios agrícolas durante el período octubre de 2000 y enero de 2009. Cada sitio debía cumplir, además, con un requisito de tamaño (mayor a 50 píxeles MODIS). Para cada uno de esos 10 sitios se calculo el albedo promedio mensual a las 9, 12, 15 y 18 h entre enero de 2001 y diciembre de 2006. La comparación entre ambos tipos de uso del suelo se realizo a partir del promedio de los sitios de bosque y de agricultura de los valores de albedo de todas las horas consideradas (i.e., 4 h x 6 años). Se realizó una comparación de medias mediante una prueba t de Student (g.l.=46).

APÉNDICE 2. CALCULO DE LA EMISIÓN DE GEI

La cantidad de CO_2, CH_4 y N_2O liberada a la atmósfera producto de la quema de vegetación se calculó a partir de los factores de emisión estimados por Andreae & Merlet (2001), correspondientes a sabanas (1613, 2.3 y 0.21 g de CO_2, CH_4 y N_2O por kg de biomasa vegetal). A su vez la biomasa vegetal consumida en fuegos se estimó como

Biomasa (kg) = FRP (MW) * 43200 s * 0.453 kg/MJ

donde FRP es la potencia radiativa de los fuegos (según sus siglas en inglés) 43200 s es la duración supuesta de los fuegos en el área de estudio y 0.453 kg/MJ es el índice de conversión de biomasa a energía radiativa documentado por Freeborn et al. (2007). La FRP representa la tasa a la cual la energía de la biomasa se libera a través de procesos de radiación (siendo convección, conducción y vaporización otras vías de pérdida de energía). Al multiplicar la FRP por la duración de un fuego se obtiene la energía radiativa liberada, la cual está estrechamente asociada a la cantidad de biomasa quemada, ya que la cantidad de energía liberada por unidad de masa quemada se mantiene relativamente constante para diferentes tipos de vegetación

(Wooster et al. 2005). Es probable que la duración de los fuegos utilizada en este trabajo provea una estimación conservadora ya que, por lo general, los fuegos de desmonte arden durante varios días (Juan Viciana comunicación personal). Los datos de FRP entre 2001 y 2008 para los 4 Departamentos analizados se obtuvieron del producto MODIS MOD14A1 (Terra) escena h12 v11.

Referencias de los apéndices

Andreae, M & P Merlet. 2001. Emissions of trace gases and aerosols from biomass burning. *Global Biogeochemical Cycles* **15**:955-966.

Freeborn, PH; MJ Wooster; MH Wei; CA Ryan; BL Nordgren; et al. 2007. Relationships between energy release, fuel mass loss, and trace gas and aerosol emissions during laboratory biomass fires. *J. Geophys. Res.* **113**:D01301.

Lucht, W; CB Schaaf & AH Strahler. 2000. An Algorithm for the retrieval of albedo from space using semiempirical BRDF models. IEEE Trans. *Geosci., Remote Sens.* **38**:977-998.

Schaaf, CB; F. Gao; AH. Strahler; W Lucht; X Li; et al. 2002. First Operational BRDF, Albedo and Nadir Reflectance Products from MODIS. *Remote Sens. Environ.* **83**:135-148.

Wooster, MJ; G Roberts; GLW Perry & YJ Kaufman. 2005. Retrieval of biomass combustion rates and totals from fire radiative power observations: FRP derivation and calibration relationships between biomass consumption and fire radiative energy release. *J. Geophys. Res.* **110**:D24311.